

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE AQUICULTURA

AQUICULTURA INTEGRADA MULTITRÓFICA: BIOFILTROS DE
MACROALGAS NO CULTIVO DO ROBALO FLECHA.

Fábio Augusto do Nascimento Fialho

Florianópolis/SC
2013

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE AQUICULTURA

AQUICULTURA INTEGRADA MULTITRÓFICA: BIOFILTROS DE
MACROALGAS NO CULTIVO DO ROBALO FLECHA.

Trabalho de Conclusão do Curso de Engenharia de Aquicultura.

Autor: Fábio Augusto do Nascimento Fialho
Orientador: Prof. Dr. Vinícius Ronzani Cerqueira
Coorientador: Prof.^a Dr.^a Leila Hayashi
Supervisor: Gabriel Passini
Local: Laboratório de Piscicultura Marinha - UFSC

Florianópolis/SC
2013
SEMESTRE 1

FIALHO, FÁBIO AUGUSTO DO NASCIMENTO

AQUICULTURA MULTITRÓFICA: BIOFILTROS DE MACROALGAS NO
CULTIVO DO ROBALO FLECHA

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

CURSO DE ENGENHARIA DE AQUICULTURA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA

FLORIANÓPOLIS/SC – BRASIL

42p.

“Dedico este trabalho aos que compreendem o pulsar de Gaia, aos que veem no ser humano apenas uma dentre tantas e infinitas espécies, aos que desejam não mais que compartilhar da mesma água, da mesma terra, do mesmo ar...”

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Arquimedes e Maria, pelo incentivo e apoio de todas as horas, pela paciência e carinho, pela inspiração e caráter.

Ao amor e compreensão de meu filho e de minha companheira, em tantas ausências para atender às demandas acadêmicas.

Aos raros Professores por vocação, pois que só eles sabem despertar a paixão pelo conhecimento.

Ao Professor Vinícius, por ter me acolhido como seu orientado, e pela confiança depositada em mim para realizar este trabalho.

À Prof.^a Leila, pelo incentivo, entusiasmo, e por todas as dicas valiosas para compor meu trabalho.

Ao Professor Rick, pelo exemplo de comprometimento com a causa ambiental, que tantas vezes me inspirou no caminho da aquicultura sustentável.

Aos meus colegas de laboratório: Gabriel, meu supervisor, amigo e confidente de tantas horas; à alegria do Fábio; à voz da minha amiga e cantora Virgínia; ao Marco que tantas vezes me socorreu; ao Caio; João; Manecas; Lucas; o outro Lucas; Israel; Tim; Saleti; Yule; Val; Michele; Fernando; Vaíco; agradeço também à Cris...

Aos meus queridos amigos do Peixe Orgânico, com quem tive a honra de trabalhar e conviver, inspirados sempre nos mais elevados valores da sociedade humana.

Aos colegas do LECERA, da CEPAGRO, da Agronomia, da Zootecnia, da Biologia, da Sociologia, da Filosofia, e tantos outros, que auxiliaram a compor este trabalho e ainda inspiram minha vida, pois que a ciência é uma teia interdisciplinar indissociável.

Às dificuldades pelas quais passei, onde aprendi as mais difíceis, porém indispensáveis lições de vida...

A todos com quem tive a oportunidade de conviver esses anos todos de faculdade, mesmo que por breves instantes. Ainda assim, sentirei sua falta...

Sumário

Resumo	8
Introdução.....	9
Objetivos.....	11
Objetivo Geral	11
Objetivos Específicos	11
Espécies Utilizadas.....	11
<i>Centropomus undecimalis</i> Bloch 1792.....	11
<i>Ulva rígida</i> C. Agardh 1823.....	12
<i>Acanthophora spicifera</i> (Vahl) Borgesen, 1910.....	13
<i>Spyridia filamentosa</i> (Wulfen) Harvey, 1833.....	14
Aquicultura em Sistemas de Recirculação de Água	15
Biofiltro de Macroalgas.....	16
Materiais e Métodos	18
Delineamento Experimental	18
Análise Estatística.....	18
Design Experimental	18
Dimensionamento do biofiltro de bactérias nitrificantes	20
Dimensionamento dos biofiltros de macroalgas.....	21
Rotina e Manutenção	22
Parâmetros Físicos e Químicos da Água.....	23
Experimento 1	23
Resultados e discussão – Experimento 1	25
Experimento 2.....	29
Resultados e discussão – Experimento 2.....	30
Ganho de peso do robalo flecha	30
Ganho de peso das macroalgas	31
Nitrogênio Amoniacal Total	32
Nitrito.....	33
Nitrato	34
Fosfato	35
O ₂ , T ^o , pH, CaCO ₃ , Salinidade, LUX.....	36
Conclusão.....	38

Considerações finais	38
Bibliografia	40
Figura 1 - <i>Centropomus undecimalis</i>	12
Figura 2 - <i>Ulva rígida</i>	13
Figura 3 - <i>Acanthophora spicifera</i>	14
Figura 4 - Unidade experimental	19
Figura 5 - Tanque dos Peixes	19
Figura 6 - Biofiltro de macroalgas	19
Figura 7 - Viveiro escavado do LAPMAR	25
Figura 8 - Unidades Experimentais na Estufa do LAPMAR	30
Tabela 1 - Média \pm desvio padrão de NAT, NO ₂ , NO ₃ e PO ₄	26
Tabela 2 - Eficiência (%) das macroalgas	28
Tabela 3 - Média \pm desvio padrão do GP do robalo flecha	31
Tabela 4 - Média \pm desvio padrão do GP de macroalgas	32
Tabela 5 - Médias \pm desvio padrão de NAT	33
Tabela 6 - Média \pm desvio padrão de Nitrito (mg.L ⁻¹)	34
Tabela 7 - Média \pm desvio padrão de Nitrato	35
Tabela 8 - Média \pm desvio padrão de Fosfato	36
Tabela 9 - Média \pm desvio padrão de pH	36
Tabela 10 - Média \pm desvio padrão de CaCO ₃	36
Gráfico 1 - Variação de Nitrogênio Amoniacal Total em Experimento 1 ..	27
Gráfico 2 - Variação de Nitrito em Experimento 1	27
Gráfico 3 - Variação de Nitrato em Experimento 1	28
Gráfico 4 - Variação de Fosfato em Experimento 1	28
Gráfico 5 - Variação do Nitrogênio Amoniacal Total em Experimento 2 ..	33
Gráfico 6 - Variação do Nitrito em Experimento 2	34
Gráfico 7 - Variação do Nitrato em Experimento 2	35
Gráfico 8 - Variação do Fosfato em Experimento 2	35
Gráfico 9 - Oxigênio dissolvido.	37
Gráfico 10 - Temperatura.	37
Gráfico 11 - Iluminância.	37

Resumo

Nos meses de abril e maio/2013 foram realizados dois experimentos para testar o potencial biofiltrador das macroalgas *Acanthophora spicifera*, *Spyridia filamentosa* e *Ulva rigida* em sistemas de recirculação de água (SRA) com *Centropomus undecimalis*, no Laboratório de Piscicultura Marinha da UFSC. No Experimento 1, 0,5kg de biomassa úmida drenada (WWD) de *A. spicifera* removeu 19,6% do Nitrogênio Amoniacal Total (NAT) e 54,0% do PO_4 , enquanto 0,5kg de *S. filamentosa* removeu 36,3% do NAT e 19,8% do PO_4 , em SRA com robalo flecha a uma densidade de 1,708kg por m^3 . No Experimento 2, 1kg de WWD de *U. rigida* obteve médias de 0,61mg.L⁻¹ de NAT, 0,01mg.L⁻¹ de NO_2 , 0,08mg.L⁻¹ de NO_3 e 0,94mg.L⁻¹ de PO_4 , 1kg de WWD de *A. spicifera* obteve médias de 0,90mg.L⁻¹ de NAT, 0,01mg.L⁻¹ de NO_2 , 0,08mg.L⁻¹ de NO_3 e 1,07mg.L⁻¹ de PO_4 , e 2kg de WWD de *A. spicifera* obtiveram médias de 0,62mg.L⁻¹ de NAT, 0,01mg.L⁻¹ de NO_2 , 0,06mg.L⁻¹ de NO_3 e 0,92mg.L⁻¹ de PO_4 , enquanto o biofiltro de bactérias nitrificantes obteve médias de 0,73mg.L⁻¹ de NAT, 0,44mg.L⁻¹ de NO_2 , 2,61mg.L⁻¹ de NO_3 e 1,21mg.L⁻¹ de PO_4 , em SRA com robalo flecha a uma densidade de 1,780kg por m^3 . *A. spicifera* e *S. filamentosa*, assim como a *U. rigida*, revelaram potencial para serem utilizadas como biofiltros em SRAs, sugerindo novos estudos para determinar a densidade ideal de cultivo, o tempo de retenção hidráulica no biofiltro, um plano de manejo de biomassa e sua destinação. As três macroalgas tiveram desempenho igual ou superior ao do biofiltro bacteriano na manutenção dos parâmetros de qualidade de água, e foram capazes de sequestrar parte dos nutrientes dissolvidos na água do cultivo, confirmando a capacidade das macroalgas em aliviar a carga de nutrientes do efluente da piscicultura marinha, contribuindo assim para o desenvolvimento da aquicultura sustentável.

Palavras-chave: aquicultura integrada multitrófica, recirculação de água, efluente, biofiltro, macroalgas, aquicultura sustentável, biorremediação.

Introdução

Em 2011, um alerta da ONU declara que o consumo de recursos naturais não renováveis deve triplicar até o ano de 2050. Uma possível solução para o problema é então apontada pelo diretor-executivo do PNUMA (Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente), Achin Steiner: dissociar o uso dos recursos naturais e o impacto ambiental do crescimento econômico (FOLHA DE SÃO PAULO, 2011).

Ora a aquicultura, diretamente inserida nesse contexto, é o setor de produção de alimentos que mais cresce no mundo (FAO, 2011), responsável hoje por quase 50% de todo o pescado consumido.

O ônus desse crescimento - que movimenta uma indústria bilionária de insumos como ração, equipamentos, maquinários e apetrechos, envolvendo todo um aparato científico e tecnológico - tem sido a degradação ambiental: descarte de nutrientes e resíduos orgânicos em rios, estuários e oceanos; consumo de recursos naturais não renováveis, como o fosfato; supressão e alteração de ecossistemas naturais em prol do crescimento das fazendas de cultivo; introdução de espécies exóticas no ambiente (UNESCO, 2012).

Para Henry-Silva & Camargo (2008):

“Os efluentes de aquicultura são ricos em nitrogênio, fósforo e matéria orgânica que contribuem para a eutrofização dos corpos d’água receptores, além de ocasionarem redução ou alteração da biodiversidade...”

Ainda, segundo Arana (1997), a eutrofização de ambientes aquáticos tende a se agravar quando os produtores intensificam os cultivos, aumentando a densidade de estocagem e o *input* de ração, e, por conseguinte, elevando a carga de nutrientes e de matéria orgânica do efluente aquícola.

Em 2012 pesquisadores da Noruega (WANG et al., 2012) revelaram que mais de 70%, 62% e 70% do C, N e P, respectivamente, contidos na ração fornecida ao salmão (o gênero *Salmo* compreende algumas das espécies piscícolas marinhas mais cultivadas no mundo),

são perdidos para o ambiente. Somente na Noruega, foram despejados no mar nada menos que 404.000 t de C, 50.600 t de N e 9.800 t de P, durante o ano de 2009.

No entanto, os impactos ambientais causados pela aquicultura dependem diretamente do modelo produtivo adotado (HENRY-SILVA; CAMARGO, 2008), e também das medidas mitigadoras, que podem e devem incluir em suas práticas o tratamento e a destinação adequados para os resíduos da atividade.

Um sistema produtivo tido como de baixo impacto ambiental, é o sistema de recirculação de água (SRA). SRAs, apesar de utilizarem grande *input* energético para atender um complexo de bombeamento, oxigenação e filtragem em cultivos com alta densidade de estocagem, permitem o “polimento” e reuso da água do próprio cultivo, reduzindo o desperdício e o descarte de efluentes (TIMMONS; EBELING, 2007).

Entretanto, de todos os modelos aquícolas atuais, talvez o que implique em menor impacto ambiental, agindo inclusive como fator de biorremediação em ambientes eutrofizados, é a chamada aquicultura integrada multitrófica (FAO, 2009). A IMTA (*Integrated Multi-Trophic Aquaculture*) consiste em conectar organismos de diferentes níveis tróficos dentro do mesmo sistema produtivo, como por ex.: algas, peixes e moluscos filtradores. A integração dessas culturas promove a biorremediação do excesso de nutrientes, onde as sobras de cada nível trófico são aproveitadas pelos demais níveis, trazendo benefícios para os diferentes organismos, acarretando em diversificação econômica, aumento da produtividade e redução do impacto ambiental em um sistema aquícola (IHSAN, 2012).

Com base em estudos sobre IMTA e SRAs, foi possível a realização de dois experimentos para testar o uso de macroalgas como biofiltros no cultivo de robalo flecha (*Centropomus undecimalis*) em sistema de recirculação simplificado.

O presente trabalho teve como intento, contribuir com as investigações sobre IMTA, através dos dados coletados durante os experimentos, visando à prática e o fomento da aquicultura sustentável.

Objetivos

Objetivo Geral

Comparar a capacidade biofiltrante das macroalgas *Acanthophora spicifera*, *Spyridia filamentosa* e *Ulva rígida* com o biofiltro de bactérias nitrificantes, em relação à manutenção da qualidade de água no cultivo do *Centropomus undecimalis* em sistema de recirculação de água.

Objetivos Específicos

- Avaliar a capacidade biofiltradora das macroalgas *Acanthophora spicifera*, *Spyridia filamentosa* e *Ulva rígida* no sequestro de nitrogênio amoniacal total, nitrito, nitrato e fosfato.

Avaliar o desempenho em ganho de peso do *C. undecimalis* cultivado com os diferentes biofiltros.

Avaliar a produção de biomassa de macroalgas em sistema de recirculação multitrófico.

Espécies Utilizadas

***Centropomus undecimalis* Bloch 1792**

O robalo flecha (Figura 1), *Centropomus undecimalis*, da família Centropomidae, é um peixe catádromo, eurihalino, protândrico, reproduzindo-se exclusivamente em ambiente marinho, e migrando para ambientes estuarinos quando jovem. A espécie é carnívora, alimentando-se principalmente de crustáceos e pequenos peixes, e ocorre desde a costa dos Estados Unidos até o sul do Brasil, no Oceano Atlântico (CERQUEIRA, 2004).

O gênero *Centropomus* possui grande potencial para a piscicultura marinha (CERQUEIRA; TSUZUKI, 2009), tendo em vista sua rusticidade e adaptabilidade ao ambiente de cultivo, seu alto valor comercial e boa aceitação de mercado.

Atualmente, México, Estados Unidos e Brasil tem se destacado nos estudos da biologia reprodutiva do robalo flecha, sendo o Laboratório de Piscicultura Marinha (LAPMAR) da Universidade Federal de Santa Catarina uma referência mundial no estudo desta espécie.



Figura 1 - *Centropomus undecimalis*

Durante a realização deste trabalho, diversos estudos com *C. undecimalis* e *C. parallelus* também estavam sendo realizados no LAPMAR, entre eles: manutenção de reprodutores; maturação sexual; reprodução; inversão sexual; crescimento e engorda.

O robalo flecha ainda carece de informações sobre seu cultivo em SRAs, sendo que este trabalho poderá fornecer subsídios para investigações futuras com *C. undecimalis* em sistema de recirculação.

***Ulva rígida* C. Agardh 1823**

A macroalga verde *Ulva rígida* (Figura 2 - *Ulva rígida*), conhecida popularmente como alface do mar, pertence ao filo Chlorophyta, ordem Ulvales, família das Ulvaceae (MOTA, 2012).

O gênero *Ulva* compreende espécies cosmopolitas, distribuídas desde regiões temperadas até subtropicais e tropicais, ocorrendo do infra ao meso litoral em todo o mundo.

Alguns trabalhos pontuais dão conta das espécies do gênero que ocorrem no litoral catarinense: em levantamento realizado em Imbituba – SC, Fáveri (2008) registrou a ocorrência de 5 espécies de *Ulva*; também Böker-Tôrres *et al.* (2009) descreve 5 espécies para a Lagoa da Conceição, em Florianópolis-SC.



Figura 2 - *Ulva rígida*

As espécies deste gênero são tidas como excelentes biofiltradoras, com grande potencial para compor biofiltros de macroalgas, em função de sua capacidade de assimilar nutrientes, sua rusticidade, alta taxa de crescimento e baixa suscetibilidade ao epifitismo (MATA; SCHUENHOFF; SANTOS, 2010).

A espécie *Ulva rígida* já foi alvo de estudos em outros trabalhos com biofiltros (MATA; SCHUENHOFF; SANTOS, 2010), sendo selecionada para este estudo como parâmetro comparativo em relação às outras algas utilizadas.

***Acanthophora spicifera* (Vahl) Borgesen, 1910**

A macroalga *Acanthophora spicifera* (Figura 3), pertence à classe Rhodophyceae, família das Rhodomelaceae. É abundante em mares tropicais e subtropicais, ocorrendo principalmente em ambientes recifais e estuarinos, fixa ao substrato (LANG, 2006). Há registros de sua ocorrência para a Lagoa da Conceição, Florianópolis – SC (BOKËR-TORRES et al., 2009).



Figura 3 - *Acanthophora spicifera*

A espécie, utilizada na alimentação humana em países asiáticos, e alvo de pesquisas pela indústria farmacêutica devido a compostos bioativos (LANG, 2006), também é importante fonte de alimento em ecossistemas marinhos, fazendo parte da dieta de peixes, ouriços, caranguejos (KILAR; MCLACHLAN, 1986) e tartarugas marinhas.

Até a conclusão deste trabalho não foram encontrados registros sobre sua utilização como biofiltro, uma das razões para incluí-la neste estudo, além da disponibilidade e abundância de biomassa desta espécie no viveiro do LAPMAR, onde ocorre espontaneamente.

***Spyridia filamentosa* (Wulfen) Harvey, 1833**

A macroalga *Spyridia filamentosa*, filo Rhodophyta, ordem Ceramiales, família das Spyridiaceae, é uma macroalga vermelha, nativa do Brasil, ocorrendo também em várias partes do mundo, em mares tropicais e subtropicais (ALGABASE, 2013), também citada por Böker-Tôrres *et al.* (2009) para a Lagoa da Conceição, em Florianópolis – SC.

A espécie é alvo de pesquisas pela indústria farmacêutica, devido ao amplo espectro antimicrobiano de seus compostos bioativos (TOVAR; BALLANTINE, 2000).

Até o momento não há registros sobre o uso desta espécie como biofiltro em sistemas aquícolas, daí a relevância de incluí-la neste estudo.

Aquicultura em Sistemas de Recirculação de Água

Diferente dos sistemas aquícolas tradicionais, como o cultivo em viveiros escavados, e mais recentemente o cultivo em tanques-rede em reservatórios, baías e enseadas, onde as interações entre o organismo cultivado e o ambiente são intensas, os Sistemas de Recirculação de Água são sistemas fechados, onde as condições de cultivo são total ou parcialmente controladas, e os resíduos gerados podem ser melhor administrados (TIMMONS; EBELING, 2007).

Sistemas de Recirculação de Água, embora permitam inúmeras configurações de montagem, de modo geral utilizam os mesmos componentes: tanques de cultivo; sistemas para remoção de sólidos; sistemas de aeração e bombeamento; biofiltros de bactérias nitrificantes; além de esterilizadores de água, degasificadores, trocadores de calor, etc., Dependendo do organismo alvo, e da disponibilidade de recursos, um SRA pode assumir diferentes graus de complexidade e sofisticação.

Os parâmetros químicos e físicos de qualidade da água (pH, T°, O₂, níveis de amônia, nitrito e nitrato, alcalinidade, PO₄, turbidez) devem ser monitorados e corrigidos constantemente, a fim manter as altas densidades de cultivo nas melhores condições possíveis (KUBITZA, 2006).

Os biofiltros de bactérias nitrificantes são os biofiltros mais comuns no controle da amônia não ionizada, principal forma nitrogenada presente na excreta dos organismos aquáticos. Nos biofiltros bacterianos são utilizados diferentes tipos de substratos, favorecendo a fixação de bactérias quimioautotróficas, (*Nitrossomonas* sp. e *Nitrobacter* sp.), que oxidam a amônia em nitrito e nitrato, este último, menos tóxico para os peixes (TIMMONS; EBELING, 2007).

Embora SRAs permitam o reuso da água do cultivo por longos períodos de tempo, tendem a acumular nitrato e fosfato na água, além de produzir grande quantidade de sólidos (KUBITZA, 2006).

O fósforo pode ser precipitado com a adição de agentes químicos, sendo eliminado então com os resíduos sólidos (TIMMONS; EBELING, 2007). A destinação dos resíduos sólidos, em sistemas de água doce, pode ser na forma de fertilizantes para uso em culturas agrícolas, porém, o aproveitamento de resíduos de sistemas marinhos ainda está restrito a culturas de plantas halófitas (FAO, 2009).

Já para o acúmulo de nitrato, uma das soluções propostas é a utilização de processos de redução anaeróbia do nitrato a nitrogênio molecular gasoso (TIMMONS; EBELING, 2007). Porém, um dos gases resultantes da redução anaeróbia do nitrato é o óxido nitroso (N_2O), tido como o principal gás depletor da camada de ozônio para o século 21 (RAVISHANKARA; DANIEL; PORTMANN, 2009), além de ter um potencial 300 vezes maior que o CO_2 como causador de efeito estufa (HALL; DUTTON; ELKINS, 2007), o que torna a redução anaeróbia do nitrato uma prática questionável sob o ponto de vista ambiental.

Biofiltro de Macroalgas

Estudos sobre o uso de macroalgas como organismos biorremediadores em tratamento de efluentes da aquicultura têm evidenciado o grande potencial das macroalgas no sequestro de compostos nitrogenados e fósforo, quando integradas a sistemas de cultivo convencionais, e mais recentemente, em SRAs (CAHILL; HURD; LOKMAN, 2010; HAYASHI et al., 2008; KANG; PARK; CHUNG, 2011; MATA; SCHUENHOFF; SANTOS, 2010; NEORI et al., 2003).

Muitos são os trabalhos publicados, para diferentes espécies de macroalgas, em cultivos integrados aquícolas. Hayashi (2008), em seu trabalho sobre biofiltro de *Kappaphycus alvarezii* em sistema de recirculação com *Trachinotus carolinus*, relata a capacidade da *K. alvarezii* em remover 70,5% da amônia e 26,8% do fosfato. Nesse mesmo trabalho, Hayashi (2008) reúne os dados de diferentes autores, sobre a

eficiência de algumas espécies de macroalgas na remoção de nutrientes em cultivos integrados: *Enteromorpha intestinalis* cultivada com *Dicentrarchus labrax*, removeu 81% da amônia e 91% do fosfato; *Ulva rotundata* cultivada com *Sparus aurata* removeu 83% da amônia e 96% do fosfato; *Gracilaria gracilis* cultivada com *D. labrax* removeu 61% da amônia e 62 % do fosfato.

Em estudo realizado por Mata, Schuenhoff e Santos (2010), as espécies *Ulva rigida* e *Asparagopsis armata* são comparadas no tratamento do efluente de piscicultura: *A. armata* removeu até 6,5g de Nitrogênio Amoniacal Total (NAT).m⁻².dia⁻¹, enquanto *U. rigida* removeu até 5,1g de NAT.m⁻².dia⁻¹.

Um estudo realizado por Carmona, Kraemer e Yarish (2006) compara a eficiência de quatro espécies de *Porphyra* nativas do nordeste americano, com três espécies tradicionalmente cultivadas na Ásia (*Porphyra* sp. é utilizada na confecção do *nori*, componente de sushis e outros pratos orientais, e possui alto valor de mercado), encontrando taxas entre 70% e 100% de eficiência na remoção de compostos nitrogenados em condições experimentais.

Além da capacidade biorremediadora das macroalgas, elas apresentam a vantagem de diversificar a produção de uma fazenda marinha quando a alga apresenta valor de mercado, como as espécies produtoras de ficocolóides, as espécies comestíveis, e as espécies produtoras de bioativos de interesse farmacológico. Outros usos que também valem ser destacados são o emprego das macroalgas na composição de ração animal, no fabrico de fertilizantes (MOTA, 2011) e no biocontrole de doenças de plantas (EMBRAPA, 2009).

Em SRAs o emprego de macroalgas como biofiltros pode ser promissor, auxiliando a manter os padrões ótimos de qualidade de água, produzindo biomassa com valor comercial, e reduzindo o desperdício de fósforo e a emissão de gases promotores de efeito estufa e depletores da camada de ozônio.

Materiais e Métodos

Para compor este trabalho foram realizados dois experimentos na estufa experimental do Laboratório de Piscicultura Marinha da UFSC, durante os meses de abril e maio de 2013.

Delineamento Experimental

O delineamento experimental foi o Delineamento Completamente Casualizado, com quatro tratamentos em triplicata.

Análise Estatística

Os resultados das análises dos parâmetros químicos e físicos de qualidade da água, bem como ganho de peso de algas e ganho de peso de peixes foram submetidas a análises de variância ANOVA: fator único com $\alpha=0,05\%$ de significância, seguidas por Teste de Tukey para comparação entre médias, quando pertinente.

Em todas as análises, o dia de início do experimento (dia zero) não foi considerado.

Design Experimental

Cada unidade experimental (Figura 4) consistiu de um sistema de recirculação, composto por um tanque de 500L povoado com juvenis de robalo flecha (Figura 5), um tanque de 500L contendo o biofiltro (Figura 6), um tanque de 50L servindo como *sump*, um tanque de 50L de fundo cônico servindo como decantador. O sistema funcionava com um *air lifting* captando água e sólidos do tanque dos peixes e conduzindo até o decantador, do decantador a água seguia para o biofiltro por gravidade, e por fim seguia para o *sump*, também por gravidade. Do *sump* a água era bombeada (utilizando uma bomba Atman, modelo AT 306, com 2000L de vazão em 0 m.c.a.) de volta para o tanque dos peixes. Como a vazão de bombeamento era superior à vazão do *air lifting*, o excesso resultante do

bombeamento para o tanque dos peixes retornava por gravidade diretamente para o *sump*.

Também foram utilizados aquecedores de 300W em cada tanque de peixes para compensar a perda de calor para o ambiente.



Figura 4 - Unidade experimental, da direita para a esquerda: decantador, tanque de peixes, *sump* e biofiltro.



Figura 5 - Tanque dos Peixes



Figura 6 - Biofiltro de macroalgas

A vazão de bombeamento para o tanque dos peixes foi de $0,150 \pm 0,020 \text{ L.s}^{-1}$, suficiente para carrear os sólidos decantáveis em direção ao centro do tanque, otimizando a captura dos sólidos pelo *air*

lifting. A vazão do *air lifting* foi regulada para $0,070 \pm 0,010 \text{ L.s}^{-1}$, resultando na vazão do efluente para o decantador, e através do biofiltro. O tempo de retenção hidráulica no tanque de peixes foi de $\approx 55 \text{ min}$, e do biofiltro foi de $\approx 120 \text{ min}$.

A lâmina d'água dos biofiltros de macroalgas, exposta à iluminação natural, foi de $1,20 \text{ m}^2$.

Aeração foi fornecida nos tanques de peixes e biofiltros.

Dimensionamento do biofiltro de bactérias nitrificantes

Para o correto dimensionamento de um biofiltro é necessário prever a produção de nitrogênio amoniacal total (NAT) do sistema, com base na biomassa de peixes estocada e no *input* de ração (TIMMONS; EBELING, 2007).

Diferentes autores (TIMMONS e EBELING, 2007; KUBITZA, 2006; RAKOCY, 2006) concordam que se pode generalizar a estimativa de produção de NAT, superestimando sua produção, e superdimensionando o biofiltro como forma de prevenir problemas com o acúmulo de amônia tóxica no sistema.

Os autores Kubitza (2006) e Timmons & Ebeling (2007), para fins de dimensionamento, se referem a 3% do peso da ração fornecida diariamente aos peixes como sendo a produção diária de NAT, ou seja, para cada 1kg de ração serão produzidos 30g de NAT no sistema. Em outro estudo, Rakocy (2006) fala em 2,2% da ração fornecida como produção de NAT em SRAs.

É claro que se tratam de generalizações, pois Kubitza (1998) também afirma que em média, a proteína bruta (PB) contém 16% de nitrogênio, e destes, somente 40% são excretados pelos peixes na forma de amônia. Nesse caso, 1 kg de ração com 42% de PB resultaria em 26,8g de NAT, ou seja, 6,4% da PB contida na ração serão convertidos em NAT.

Idealmente, porém, também seria necessário considerar a produção diária de NAT para cada espécie, para cada tipo de ração com determinada digestibilidade e em um determinado sistema de cultivo.

Ainda assim, flutuações de T°, pH e consumo de O° também deveriam ser considerados, bem como as sobras de ração.

Para o dimensionamento dos biofiltros neste trabalho foi assumida uma produção de NAT com base em 3% do peso da ração, conforme a equação:

$$\text{NAT} = \text{input ração} \cdot 0,03$$

Para Kubitza (2006) e Timmons & Ebeling (2007), cada 0,3g de NAT produzido diariamente necessitam 1,0 m² de área superficial de substrato colonizado por bactérias nitrificantes, para ocorrer a nitrificação do NAT em nitrito e nitrato. Além disso, para cada 1,0g de NAT oxidado são consumidos 4,57g de O₂ e 7,05g de CaCO₃ (TIMMONS; EBELING, 2007).

Como o *input* diário de ração por unidade experimental foi de 15g, a previsão de produção diária de NAT foi de 0,45g, sendo necessários 1,5m² de área superficial por unidade experimental para permitir a nitrificação.

Foram utilizados para confecção dos biofiltros bacterianos 42L de *bioball*, com área superficial total de 21,08m², divididos em três unidades experimentais. São 14L de *bioball* com 7,02m² de área superficial, com capacidade para nitrificar 2,1g de NAT por dia, ou 4,6 vezes a produção diária estimada de NAT por unidade experimental.

Dimensionamento dos biofiltros de macroalgas

Para o dimensionamento de um biofiltro de macroalgas, diversos fatores devem ser levados em consideração: a carga diária de nutrientes no sistema de cultivo; a capacidade biofiltradora da espécie de macroalga selecionada para o sistema; o tempo de retenção hidráulica no biofiltro de macroalgas; a área disponível para incidência de luz no biofiltro de macroalgas; a biomassa de macroalgas a ser estocada (NEORI; COHEN; GORDIN, 1991; NEORI et al., 2003;).

Em estudo realizado por Cohen e Neori (1991), 10 m² de área, com 60cm de profundidade, de biofiltro de macroalga estocado com 1kg.m⁻² de biomassa fresca de *Ulva lactuca*, foi capaz de remover 90% da amônia produzida por 75kg de peixes, alimentados com 1kg de ração por dia. No mesmo trabalho Cohen e Neori (1991) relatam que aumentado a biomassa da *U. lactuca* para 2, 4 e 6kg.m⁻² não houve aumento significativo na remoção de amônia do sistema.

Os autores Mata, Schuenhoff e Santos (2010), relatam que *Ulva rigida* removeu até 5,1g de NAT.m⁻².dia⁻¹, enquanto que *Asparagopsis armata* removeu até 6,5g de NAT.m⁻².dia⁻¹ em seu trabalho com efluente de tanques de piscicultura.

Wang et al. (2007), para *Ulva pertusa*, relata a remoção de 0,459g de TAN.m⁻².dia⁻¹.

Com base nesses autores, embora não tenham sido encontrados relatos sobre biofiltros das macroalgas *A. spicifera* e *S. filamentosa*, testadas neste trabalho, além da possibilidade de utilizar a macroalga *U. rigida* já testada em trabalho de Mata, Schuenhoff e Santos (2010), e assumindo que a produção de NAT por unidade experimental seria de 0,45g.dia⁻¹, foram utilizadas diferentes densidades para os diferentes tratamentos, conforme detalhado nos Experimentos 1 e 2.

Rotina e Manutenção

Os peixes de cada unidade experimental foram alimentados diariamente com 15g±1g de ração extrusada comercial (Supra Peixe Juvenil) contendo 42% de proteína bruta, e 1,5% de fosfato (mín.). O mesmo *input* de ração por unidade experimental foi mantido durante os dois experimentos.

As medições de O₂ dissolvido, T^o, pH, bem como as análises de NAT, NO₂, NO₃ e PO₄ foram realizadas a cada dois ou três dias, com as coletas realizadas sempre às 09h e antes da primeira alimentação. As amostras de água eram coletadas sempre dos tanques dos peixes. As análises de alcalinidade total foram feitas no início e ao final do experimento. Também foram realizadas medições da incidência de

luminosidade com a utilização de um luxímetro portátil durante um dia de sol pleno, em três horários distintos a fim de verificar diferenças entre as unidades experimentais. Os decantadores foram limpos semanalmente.

Parâmetros Físicos e Químicos da Água

As análises de NAT, NO₂, NO₃ e PO₄ foram realizadas em fotocolorímetro (Fotocolorímetro Alfakit Microprocessado AT10P), utilizando as metodologias conforme citadas pelo fabricante:

- Nitrogênio Amoniacal Total: *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21ªed. 2005, 4500 F. 4-114. Método do Indofenol.

- Nitrito método NTD: *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21ªed. 2005, 4500 B. 4-118. Método N-(1-naftil)-etilenodiamina.

- Nitrato método NTD: *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21ªed. 2005, 4500 B. 4-118. Método N-(1-naftil)-etilenodiamina.

- Fosfato (Ortofosfato B/C): FILHO, Davino F. dos Santos. Tecnologia de Tratamento de água. Almeida Neves, Rio de Janeiro-RJ; 1976. Método do Molibdênio.

Para Alcalinidade Total (A/C) foram utilizados reagents da Alfakit conforme a metodologia: *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21ªed. 2005, 2320 B. 2-27. Método Titulométrico de Neutralização. NBR 13736. Água – Determinação de alcalinidade – métodos potenciométricos e titulométrico.

Para medir O₂ dissolvido, T^o e pH foram utilizados Oxímetro AT150 e pHgâmetro AT300, ambos da Alfakit.

Experimento 1

Em 07 de abril foram coletadas duas espécies de macroalgas bentônicas, *Acanthophora spicifera* e *Spyridia filamentosa*, no viveiro de engorda do Laboratório de Piscicultura Marinha da UFSC (Figura 7).

As algas foram acondicionadas em seis tanques de 500L (1,2m² de área) com água do viveiro, e durante 10 dias foram aclimatadas da salinidade do ambiente de origem, 25 ppt (*parts per thousand*), para salinidade de 35 ppt.

Os *bioballs* foram acondicionados em um sistema de recirculação com robalo flecha já em funcionamento no LAPMAR, para iniciar o processo de maturação do biofiltro bacteriano.

Ao final de uma semana, foi realizada a seleção manual das algas, e as algas foram pesadas e distribuídas nos tanques destinados aos biofiltros de macroalgas. Para obtenção do peso úmido drenado, as algas foram retiradas dos tanques, colocadas em peneiras, onde se deixava escorrer o excesso de água por 5 min., realizando-se então a pesagem do *wet weight drained (WWD)* em balança eletrônica.

Também foi realizada a biometria dos peixes, e estes foram distribuídos nos tanques de cultivo. Em cada unidade experimental foram estocados 122 peixes, com peso médio de 7,00g cada, totalizando 854g de biomassa de robalo flecha por unidade experimental.

As unidades experimentais permaneceram por uma semana funcionando para permitir a estabilização do sistema, com os peixes sendo alimentados *ad libitum*. No dia 24/04, todos os tanques foram sifonados e os decantadores drenados e limpos, e a água foi renovada em 100% com água do mar, dando início ao experimento.

O ensaio experimental foi realizado com 4 tratamentos em triplicata conforme segue:

- tratamento 1 (As0,5), utilizando 0,5kg (WWD) da macroalga *Acanthophora spicifera* como biofiltro;
- tratamento 2 (Sf0,5), utilizando 0,5kg (WWD) da macroalga *Spyridia filamentosa* como biofiltro;
- tratamento 3 (Bb), utilizando 14L de *bioball* (totalizando 7,28m² de área superficial para colonização por biofilme bacteriano) como biofiltro;
- tratamento 4 (C), sem biofiltro, ou tratamento controle.

Os peixes foram alimentados diariamente com 15g de ração comercial para juvenil contendo 42% de proteína bruta (PB).



Figura 7 - Viveiro escavado do LAPMAR

Resultados e discussão – Experimento 1

Este primeiro experimento teve duração de 10 dias, período em que foram analisados a cada 2 ou 3 dias NAT, nitrito, nitrato, fosfato, pH, salinidade, O₂ e T^o.

Após 5 dias de cultivo foi observada a proliferação de organismos incrustantes (poliquetas) nas paredes dos tanques. No sétimo dia foi observado *bloom* de microalgas (não identificadas) nas unidades experimentais. Também foi observado o crescimento da macroalga *Cladophoropsis membranacea*, nas paredes dos tanques de peixes.

No décimo dia de experimento os níveis de amônia estavam acima do aceitável, e em T4 (controle) os peixes pararam de se alimentar, quando se optou por encerrar o experimento.

Embora os dados coletados neste experimento tenham sofrido influência da presença da macroalga *C. membranacea*, poliquetas e microalgas, também podemos considerar que a mesma influência ocorreu em todos os tratamentos. Em trabalho realizado por Kang, Park e Chung (2011), citando Hernández et al. (2006) e Zhou et al. (2006), os autores consideraram que a remoção de nutrientes por células planctônicas e epífitas crescendo nas paredes dos tanques formam similares em todos

os tratamentos, sugerindo que se pode levar em consideração a comparação entre os tratamentos. Também se poderia considerar o potencial biofiltrador das macroalgas com base nos dados coletados nos primeiros dias de experimento, antes de evidenciadas a presença de outros organismos no sistema, porém o número de análises de água nesse caso seria pouco contundente.

Para as análises estatísticas do Experimento 1 foram considerados os dados coletados do dia 27/04 ao dia 03/05, desprezando as análises do dia 24/04, dia zero do experimento, quando não havia nenhum aporte de nutrientes.

A biomassa de algas e de peixes não foi determinada no final deste experimento.

Tabela 1 - Média \pm desvio padrão das concentrações (mg.L⁻¹) de NAT, NO₂, NO₃ e PO₄, para os distintos tratamentos. Letras diferentes entre tratamentos na mesma coluna indicam diferença significativa (p<0,05).

	NAT	Nitrito	Nitrato	Fosfato
As0,5	1,00 \pm 0,08 ab	0,09 \pm 0,03 bc	0,18 \pm 0,31 b	0,48 \pm 0,19 b
Sf0,5	0,79 \pm 0,08 b	0,02 \pm 0,01 c	0,04 \pm 0,04 b	0,84 \pm 0,15 a
Bb	1,11 \pm 0,21 ab	0,79 \pm 0,06 a	1,86 \pm 0,32 a	1,11 \pm 0,07 a
C	1,24 \pm 0,11 a	0,13 \pm 0,05 b	0,07 \pm 0,12 b	1,05 \pm 0,08 a

Para remoção de NAT, o melhor tratamento foi Sf0,5, com média de 0,79 \pm 0,08 mg.L⁻¹ (Tabela 1), apresentando diferença significativa em relação ao tratamento C, porém não diferindo de Bb. Apesar do melhor desempenho dos biofiltros de macroalgas, embora não diferissem do biofiltro bacteriano (Bb), todos os tratamentos apresentaram níveis acima do recomendado por Kubitza (2006) para amônia tóxica (NH₃>0,2mg.L⁻¹), a partir do oitavo dia de experimento (Gráfico 1).

Níveis elevados de amônia já eram esperados para C, porém não para Bb. Apesar do tempo de maturação reduzido (20 dias), se esperava abreviar o período de 30 dias de maturação recomendado por Timmons e Ebeling (2007) com o superdimensionamento do biofiltro bacteriano.

Para nitrito houve diferença significativa entre Bb e todos os demais tratamentos, o que revela a atividade do biofiltro bacteriano na oxidação da amônia em nitrito.

Os níveis de nitrato também foram significativamente maiores para Bb em relação a todos os demais tratamentos, consequência da nitrificação realizada pelo biofiltro bacteriano, típico em SRAs.

As0,5 foi o melhor tratamento para o fosfato, com média de $0,48 \pm 0,19 \text{ mg.L}^{-1}$, seguida de Sf0,5 com média de $0,84 \pm 0,15 \text{ mg.L}^{-1}$.

Os demais parâmetros (O_2 , T° , pH, Salinidade, Lux) não apresentaram diferença significativa entre tratamentos. Alcalinidade não foi analisada em Experimento 1.

Gráfico 1 - Variação de Nitrogênio Amoniacal Total em Experimento 1

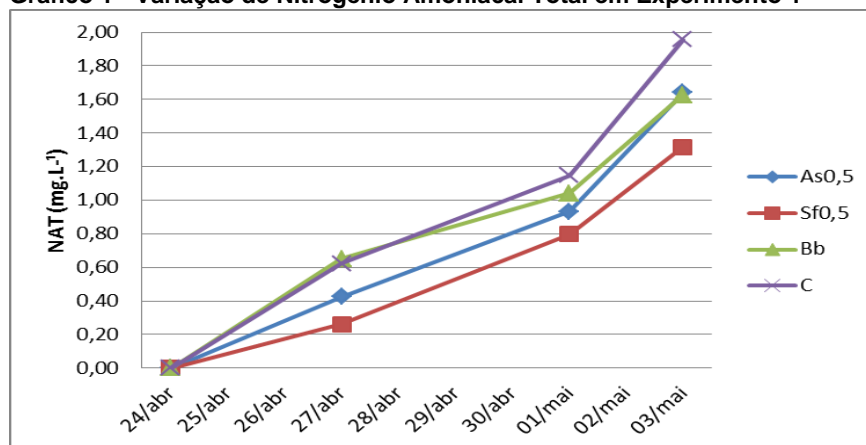


Gráfico 2 - Variação de Nitrito em Experimento 1

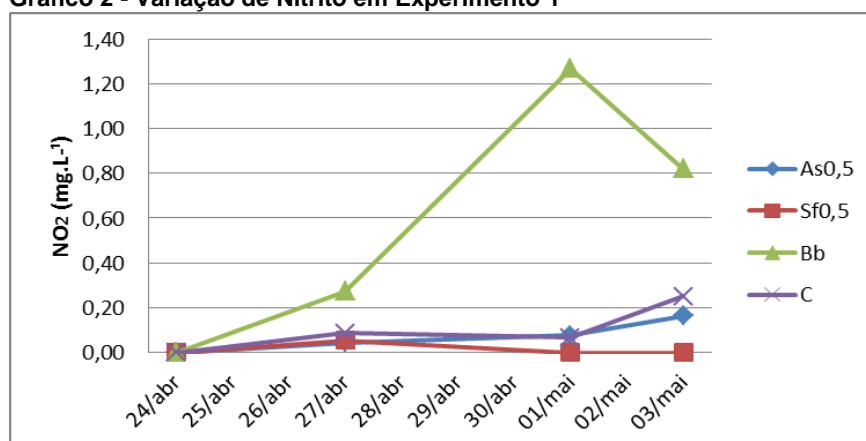


Gráfico 3 - Variação de Nitrato em Experimento 1

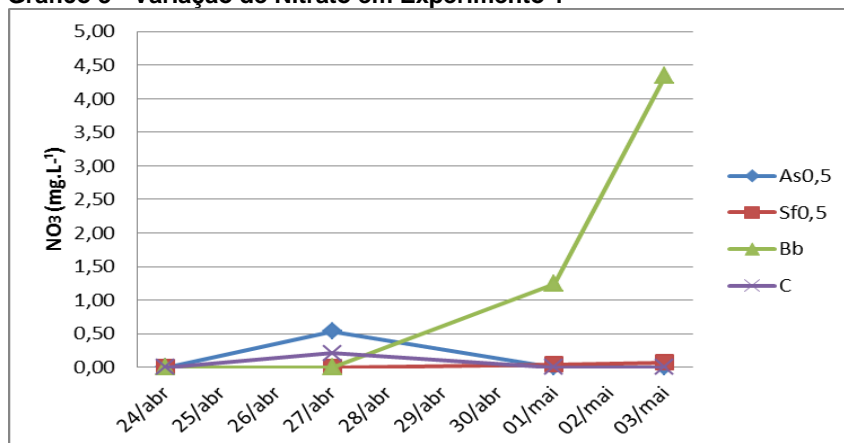
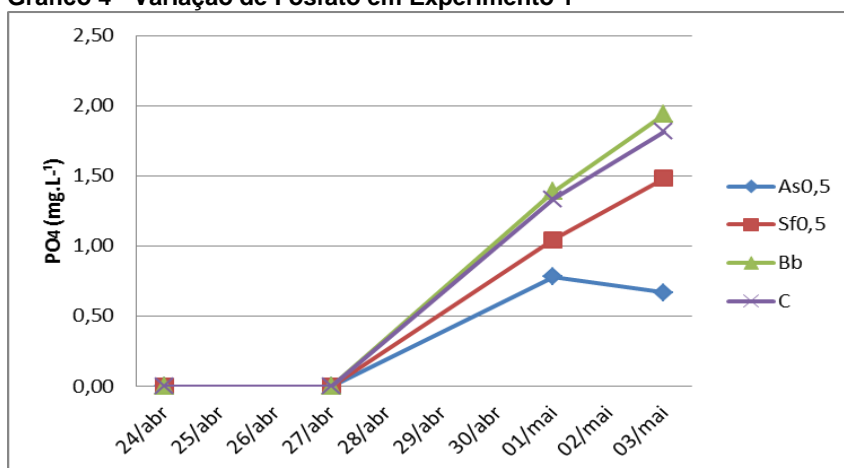


Gráfico 4 - Variação de Fosfato em Experimento 1



Com base nas médias de NAT e PO_4 , foi possível estimar a eficiência das macroalgas na remoção diária desses nutrientes (KANG, PARK, CHUNG, 2011), utilizando a equação:

$$\text{Eficiência (\%)} = \frac{(\text{MC} - \text{MTi}) \times 100}{\text{MC}}$$

Onde: Eficiência (%), é a eficiência da macroalga na remoção do nutriente; MC é a média do nutriente no tratamento controle; e MTi é a média do nutriente no tratamento com biofiltro de macroalgas.

Tabela 2 – Eficiência (%) das macroalgas na remoção de nutrientes em SRA com robalo flecha.

Tratamento	Eficiência	
	NAT (%)	Fosfato (%)
<i>Acantophora spicifera</i>	19,59	53,97
<i>Spyridia filamentosa</i>	36,31	19,79

É possível observar a maior eficiência da macroalga *S. filamentosa* na remoção de NAT, enquanto que *A. spicifera* foi mais eficiente na

remoção de fosfato, corroborando com o trabalho de Kang, Park e Chung (2011), que comentam sobre a predileção de cada espécie por um determinado nutriente, e sugerem inclusive o uso de mais de uma espécie de macroalga para compor um biofiltro, atuando de forma complementar conforme o perfil de nutrientes disponíveis em um determinado sistema de cultivo.

Experimento 2

Os mesmos procedimentos adotados para o Experimento 1 foram reproduzidos no Experimento 2, exceto para a água utilizada nas unidades experimentais, que foi captada diretamente do viveiro de origem das macroalgas, dispensando o período de aclimação das mesmas, porém, realizando a aclimação dos peixes da salinidade 35 *ppt* para 25 *ppt* na véspera do início do experimento. Além disso, antes da introdução dos peixes e macroalgas, a água de todas as unidades experimentais foi clorada, a fim de minimizar a presença de organismos incrustantes e microalgas no sistema, sendo o cloro eliminado com tiosulfato após 24h.

O procedimento de pesagem das algas e biometria dos peixes foi o mesmo do Experimento 1. Foi utilizado o mesmo biofiltro bacteriano maturado do Experimento 1.

O experimento teve início então no dia 14 de maio, com introdução dos peixes e macroalgas no sistema, seguido das primeiras análises de água (dia zero), e primeira alimentação fornecida aos peixes com o sistema em funcionamento.

Como não foi obtida biomassa da macroalga *Spyridia filamentosa* suficiente para compor o Experimento 2, optou-se por testar duas densidades da macroalga *A. spicifera*. Além disso, como os peixes deixaram de se alimentar devido aos níveis de amônia no tratamento 4 durante o experimento 1, optou-se por não utilizar tratamento sem biofiltro no experimento 2, dando lugar ao tratamento com a macroalga *U. rigida*.

Os tratamentos utilizados foram:

- tratamento 1 (Bb), utilizando 14L de *bioball* (totalizando 7,28m² de área superficial para colonização por biofilme bacteriano) como biofiltro;
- tratamento 2 (Ur1), utilizando 1kg (WWD) de *Ulva rígida* como organismo biofiltrante;
- tratamento 3 (As1), utilizando 1kg (WWD) de *Acanthophora spicifera* como organismo biofiltrante;
- tratamento 4 (As2), utilizando 2 kg (WWD) de *Acanthophora spicifera* como organismo biofiltrante.

A biomassa de peixes estocada por unidade experimental foi de 890g, num total de 117 peixes pesando $7,6 \pm 3,5$ g por unidade experimental.



Figura 8 - Unidades Experimentais na Estufa do LAPMAR

Resultados e discussão – Experimento 2

Ganho de peso do robalo flecha

O ganho de peso do robalo flecha foi obtido através da equação:

$$\text{MGP} = \text{MPf} - \text{MPi}$$

Onde: MPG é a média de ganho de peso; MPf é o peso final; e MPi é o peso inicial.

Apesar do ganho de peso dos peixes durante o período do experimento, não houve diferença significativa entre os tratamentos (Tabela 3). Isso se deve, provavelmente, à manutenção dos parâmetros de qualidade de água em todas as unidades experimentais onde, embora houvessem diferenças significativas em relação à amônia, nitrito e nitrato, estas não foram suficientes para afetar o desempenho da espécie. Isso se explica também pelo fato do robalo flecha ser um peixe migrador, tendo evoluído em ambientes com grande amplitude de salinidade, T^o, O₂ dissolvido, presença de nutrientes e matéria orgânica, (CERQUEIRA; 2004), resultando em uma espécie rústica e tolerante às condições ambientais adversas.

Também se deve levar em consideração o curto período do experimento (18 dias), insuficiente para se observar uma resposta em GP aos parâmetros de qualidade de água observados.

Tabela 3 - Média ± desvio padrão do Ganho de Peso do robalo flecha. Letras iguais indicam não haver diferença significativa (p>0,05).

	Peso inicial	Peso final	Ganho de peso
Tratamento	g	g	g
Bb	7,6±3,5	8,5±3,5	0,9±3,5 a
Ur1	7,6±3,5	8,8±4,2	1,2±4,3 a
As1	7,6±3,5	9,7±4,4	2,1±4,5 a
As2	7,6±3,5	8,4±3,8	0,7±3,8 a

Ganho de peso das macroalgas

O ganho de peso das macroalgas foi obtido através da equação:

$$\text{MGP} = \text{MPf} - \text{MPI}$$

Onde: MGP é a média de ganho de peso; MPf é o peso final; e MPI é o peso inicial das macroalgas.

Houve diferença significativa entre o ganho de peso das macroalgas (Tabela 4). Conforme se pode observar, a *U. rigida* dobrou a biomassa durante o experimento.

Tabela 4- Média \pm desvio padrão do Ganho de Peso de macroalgas. Letras diferentes indicam diferença significativa ($\alpha=0,05$).

	peso inicial	peso final	GP
Tratamento	g	g	g
<i>Ulva rigida</i>	1000,0	2193,6 \pm 379,7	1193,6 \pm 379,7 a
<i>Acanthophora spicifera</i>	1000,0	743,6 \pm 154,2	-256,3 \pm 154,2 b
<i>Acanthophora spicifera</i>	2000,0	1180,3 \pm 106,0	-819,6 \pm 106,0 b

Já para a *Acanthophora spicifera*, houve perda de biomassa durante o experimento. Em As1, onde foi estocado 1kg de biomassa desta espécie, houve perda de 25% do peso úmido drenado, sendo também o tratamento com os piores resultados no quesito qualidade de água. Já As2, com 2kg de biomassa inicial, houve perda de 40% do peso úmido drenado.

Hayashi et al. (2008) observou que *Kappaphycus alvarezii* cresceu menos em sistema de recirculação do que algas de laboratório cultivadas no mar. Entretanto, quando as algas foram transferidas para o mar, obtiveram maior crescimento, sugerindo que as macroalga acumularam nutrientes enquanto estavam no sistema de recirculação.

Isso não explica, porém, a perda de biomassa de *Acanthophora spicifera* neste trabalho, embora o acúmulo de nutrientes pela macroalga seja uma possibilidade. Além disso, o excesso de nutrientes pode ter causado estresse fisiológico na macroalga, o que poderia explicar a perda de biomassa e eventual senescência de parte do biofiltro.

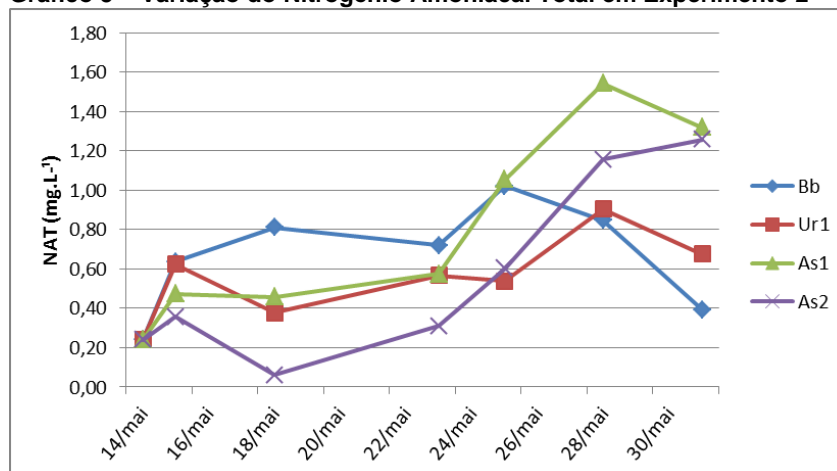
Nitrogênio Amoniacal Total

As análises de NAT dão conta de haver diferenças significativas entre As1, com média de 0,90 \pm 0,00mg.L⁻¹ em comparação com Ur1 e As2, com médias de 0,61 \pm 0,00 e 0,62 \pm 0,00 mg.L⁻¹ de NAT, respectivamente (Tabela 5). Embora não haja diferença significativa entre Bb comparado com Ur1 e As2, estes mantiveram os menores níveis de NAT ao longo do experimento.

Assim, pode-se afirmar que Ur1 e As2 obtiveram a mesma performance na remoção de NAT no SRA. Também fica evidente a necessidade do dobro da biomassa de *A. spicifera* para obter a mesma

performance da *U. rigida* como biofiltro de NAT, para uma mesma área de incidência luminosa disponível nos biofiltros.

Gráfico 5 – Variação do Nitrogênio Amoniacal Total em Experimento 2



No gráfico de NAT (Gráfico 5) é possível observar o melhor desempenho de As2 nos primeiros 10 dias de experimento, muito superior aos demais tratamentos, igualando-se ao final com As1, o que pode ser explicado pela perda de biomassa e possível senescência de parte da macroalga.

Tabela 5 - Médias \pm desvio padrão de NAT. Letras diferentes entre tratamentos indicam que há diferença significativa ($p < 0,05$).

Tratamentos	média	dp
Bb	0,737 \pm 0,031	ab
Ur1	0,613 \pm 0,008	b
As1	0,903 \pm 0,003	a
As2	0,623 \pm 0,003	b

Nitrito

A concentração de nitrito ficou abaixo de 0,10 mg.L⁻¹ para todos os tratamentos com biofiltro de macroalgas (Gráfico 6). Houve diferença significativa entre Bb, com média de 0,44 \pm 0,03 mg.L⁻¹, com relação a todos os outros tratamentos (Tabela 6) o que era esperado para o biofiltro bacteriano devido à nitrificação da amônia.

Gráfico 6 – Variação do Nitrito em Experimento 2.

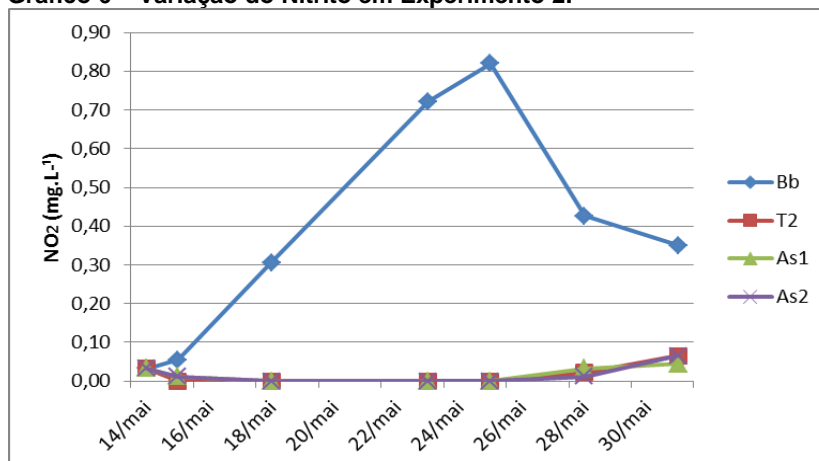


Tabela 6 - Média \pm desvio padrão das concentrações de Nitrito (mg.L^{-1}). Letras diferentes entre tratamentos indicam diferença significativa ($p < 0,05$).

Tratamentos	média	dp
Bb	0,446 \pm 0,031	a
Ur1	0,015 \pm 0,008	b
As1	0,015 \pm 0,003	b
As2	0,015 \pm 0,003	b

Nitrato

Também as concentrações de nitrato foram abaixo de $0,5\text{mg.L}^{-1}$ para todos os tratamentos com biofiltros de macroalgas (Gráfico 7), diferentemente do tratamento com biofilme bacteriano. A análise estatística revela que houve diferença significativa entre Bb e todos os demais tratamentos (Tabela 7). Diferente do perfil típico de biofiltros de bactérias nitrificantes em SRAs, onde ocorre a acumulação progressiva de nitrato no sistema, é possível observar no gráfico 7 a queda dos níveis de nitrato em Bb após o 12º dia, quando foi observado crescimento da macroalga *Cladophoropsis membranacea* nas paredes dos tanques. Não foi observada presença desta alga nos outros tratamentos.

Gráfico 7 – Variação do Nitrato em Experimento 2

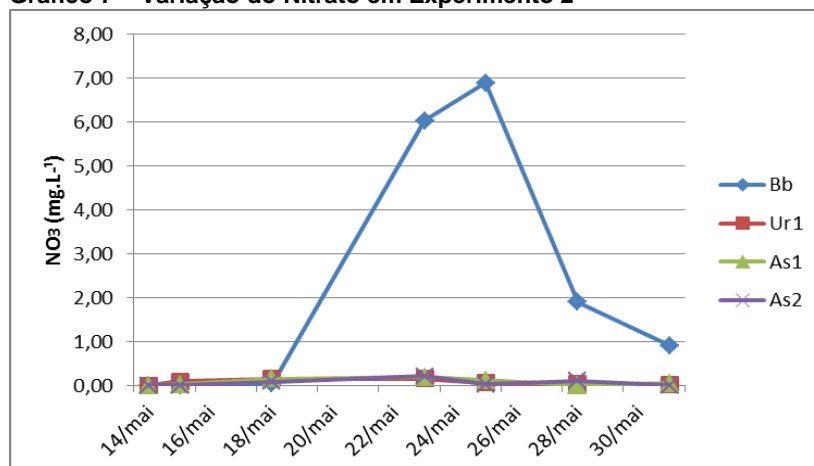


Tabela 7 - Média \pm desvio padrão das concentrações de Nitrato. Letras diferentes entre tratamentos indicam que há diferença significativa ($p < 0,05$).

Tratamentos	média	dp
Bb	2,619 \pm 0,518	a
Ur1	0,081 \pm 0,013	b
As1	0,083 \pm 0,024	b
As2	0,066 \pm 0,007	b

Fosfato

Para as concentrações de fosfato houve diferença significativa entre Bb, com $1,215 \pm 0,098 \text{ mg.L}^{-1}$, e os tratamentos Ur1 e As2, com $0,944 \pm 0,051$ e $0,928 \pm 0,034 \text{ mg.L}^{-1}$ respectivamente. Não houve diferença entre Bb e As1, ou entre Ur1, As1 e As2 (Tabela 8).

Gráfico 8 - Variação do Fosfato em Experimento 2

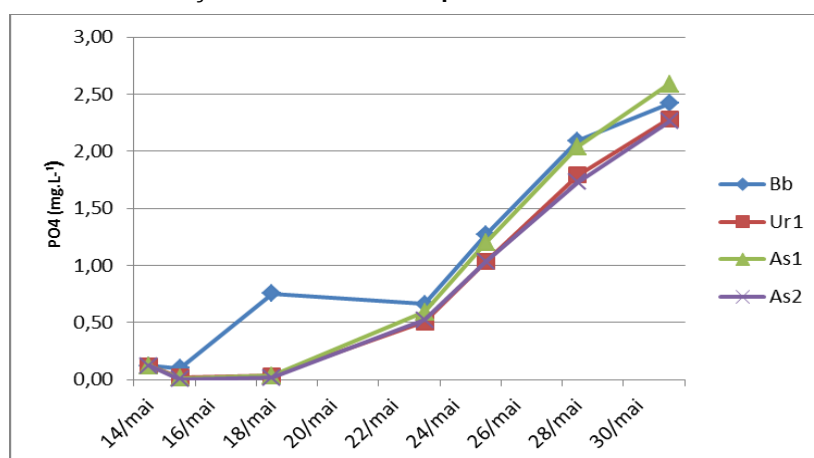


Tabela 8 - Média \pm desvio padrão das concentrações de Fosfato. Letras diferentes entre tratamentos indicam que há diferença significativa ($p < 0,05$).

Tratamentos	média	dp	
Bb	1,215 \pm 0,098	a	
Ur1	0,944 \pm 0,051	b	
As1	1,078 \pm 0,136	ab	
As2	0,928 \pm 0,034	b	

É possível afirmar que Ur1 e As2 tiveram o mesmo desempenho na remoção do fosfato no SRA.

O₂, T°, pH, CaCO₃, Salinidade, LUX

Para os demais parâmetros, houve diferença significativa apenas para pH e alcalinidade (Tabelas 9 e 10), o que era esperado para o biofiltro bacteriano, porém não chegando a níveis restritivos ao seu bom desempenho (KUBITZA, 2006). Oxigênio dissolvido, temperatura e iluminância, não apresentaram diferenças significativas para ANOVA: fator único com $\alpha = 0,05\%$.

Tabela 9 - Média \pm desvio padrão de pH. Letras diferentes entre tratamentos indicam que há diferença significativa ($p < 0,05$).

Tratamentos	média	dp	
Bb	8,01 \pm 0,04	b	
Ur1	8,10 \pm 0,01	a	
As1	8,07 \pm 0,02	ab	
As2	8,04 \pm 0,04	ab	

Tabela 10 - Média \pm desvio padrão das variações de CaCO₃. Letras diferentes entre tratamentos indicam que há diferença significativa ($p < 0,05$).

Tratamentos	média	dp	
Bb	106,67 \pm 2,31	a	
Ur1	118,67 \pm 2,31	b	
As1	120,00 \pm 4,00	b	
As2	118,67 \pm 2,31	b	

Gráfico 9 - Oxigênio dissolvido.

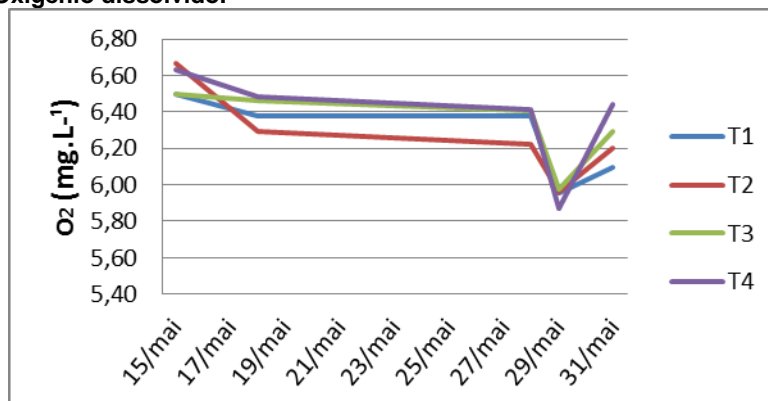


Gráfico 10 – Temperatura.

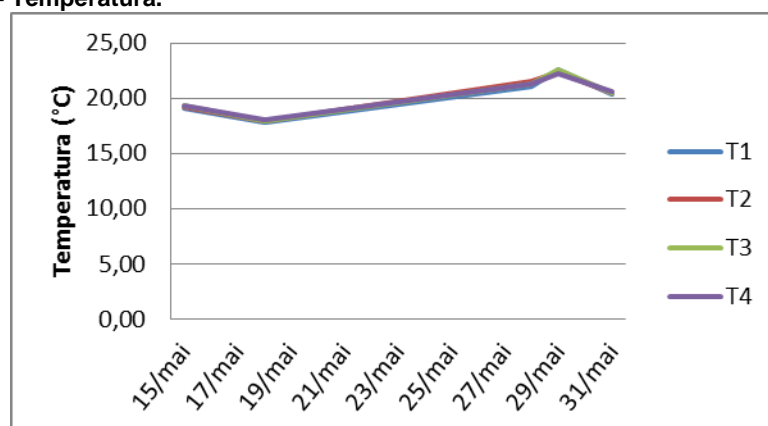
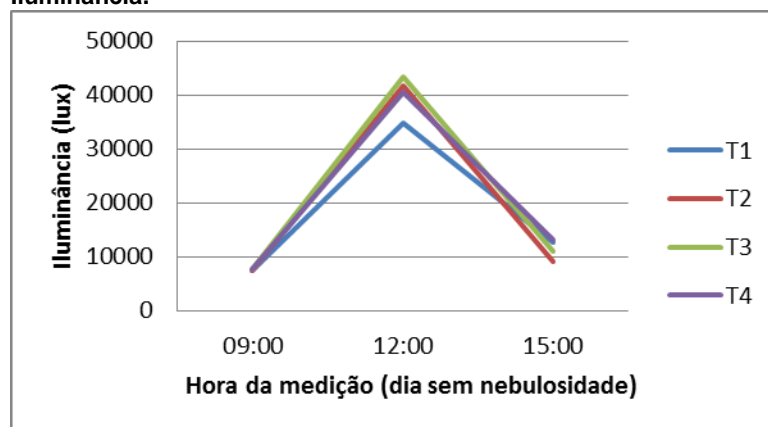


Gráfico 11 – Iluminância.



Conclusão

A partir dos resultados obtidos neste trabalho foi possível concluir que as macroalgas *Acanthophora spicifera* e *Spyridia filamentosa* podem ser utilizadas como biofiltro, porém estudos sobre a biomassa ideal por m², a concentração limite de nutrientes no sistema, o tempo de retenção hidráulica no biofiltro, um plano de manejo adequado da biomassa, e a longevidade dos biofiltros ainda devem ser investigados. A macroalga *Acanthophora spicifera*, desde que estocada com o dobro de biomassa, quando comparada com *U. rigida*, possui a mesma capacidade de remoção de nutrientes, com potencial para manter os padrões de qualidade de água no cultivo do robalo flecha, diminuir a carga de nutrientes nos resíduos de SRAs, e contribuir para a sustentabilidade da piscicultura marinha.

Considerações finais

O presente estudo foi realizado durante a realização do Estágio Supervisionado II, do curso de Engenharia de Aquicultura, enquanto Bolsista de Iniciação Científica do Laboratório de Piscicultura Marinha da Universidade Federal de Santa Catarina.

Além dos experimentos realizados, também foi possível participar de todas as atividades desenvolvidas pelo laboratório, vivência obrigatória na formação do Engenheiro de Aquicultura: produção de microalgas; produção de alimento vivo; maturação, indução hormonal, desova, alevinagem e engorda de robalo flecha, robalo peva, sardinha e carapeva; engorda de bijupirá; montagem de sistemas de recirculação; manutenção de sistemas de recirculação; manutenção de peixes em tanques-rede; acompanhamento de experimentos; práticas de biometria, anestesia, amostragem, transporte e aclimação de peixes marinhos.

A destinação da biomassa de macroalgas produzidas durante os experimentos, além de macroalgas coletadas periodicamente nos viveiros de piscicultura do LAPMAR estão sendo testadas em um experimento com biofertilizante de macroalgas desenvolvido junto ao Departamento de

Engenharia Rural e o Laboratório de Educação do Campo e Estudos da Reforma Agrária da UFSC.

Bibliografia

ALGABASE. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>; searched on 16 June 2013.

ARANA, Luis Vinatea. **Princípios Químicos de Qualidade da Água em Aquicultura**: Uma Revisão para Peixes e Camarões. Florianópolis: Ufsc, 1997. 166 p.

BÖKER-TÔRRES, Martha et al. COPOSIÇÃO E DISTRIBUIÇÃO DO MACROFITOBENOS DA LAGOA DA CONCEIÇÃO (FLORIANÓPOLIS-SC). **Revista de Botânica**: INSULA, Florianópolis, v. 38, n. , p.58-128, 2009.

CAHILL, Patrick L; HURD, Catriona L.; LOKMAN, Mark. Keeping the water clean - Seaweed biofiltration outperforms tradicional bacterial biofilm in recirculating aquaculture. **Aquaculture**, [s.i.], n. 306, p.153-159, 2010.

CARMONA, R.; KRAEMER, G. P.; YARISH, C.. Exploring Northeast American and Asian species of Porphyra for use in an integrated finfish-algal aquaculture system. **Aquaculture**, [s.i.], n. 252, p.54-65, 2006.

CERQUEIRA, Vinícius Ronzani. Cultivo de peixes marinhos. In: POLI, Carlos Rogério et al. **Aqüicultura: Experiências Brasileiras**. Florianópolis: Multitarefa, 2004.

CERQUEIRA, Vinícius Ronzani; TSUZUKI, Mônica Yumi. A review of spawning induction larviculture, and juvenile rearing of the fat snook, *Centropomus parallelus*. **Fish Physiology And Biochemistry**, v. 35, n. , p.17-28, 2009.

COHEN, I.; NEORI, A.. Ulva lactuca Biofilters for Marine Fishpond Effluents I.: Ammonia Uptake Kinetics and Nitrogen Content. **Botanica Marina**, New York, v. 34, n. , p.475-482, 1991.

EMBRAPA (Brasil). **Biocontrole de Doenças de Plantas**: Usos e Perspectivas. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2009. 334 p.

FAO – Fisheries and Aquaculture Department. **Integrated Mariculture**: A global review. 529. ed. Rome: Fao, 2009.

FAO FISHERIES AND AQUACULTURE THECNICAL PAPER: World aquaculture 2010. Rome, 2011.

FÁVERI, Caroline de. **MACROALGAS BENTÔNICAS DA ZONA ENTREMARÉS EM COSTÕES ROCHOSOS NA PRAIA DA RIBANCEIRA, IMBITUBA, SANTA CATARINA**. 2008. 41 f. Tcc (Bacharelado) - Curso de Ciências Biológicas, Unesc, Criciúma, 2008.

FOLHA DE SÃO PAULO. **Consumo de recursos naturais pode triplicar até 2050, diz ONU.** Disponível em: <<http://folha.com/am915296>>. Acesso em: 01 jun. 2013.

HALL, B. D., G. S. DUTTON, and J. W. ELKINS (2007), The NOAA nitrous oxide standard scale for atmospheric observations, *J. Geophys. Res.*, 112, D09305, doi:10.1029/2006JD007954.

HAYASHI, Leila et al. Nutrients removed by *Kappaphycus alvarezii* (Rhodophyta, Solieriaceae) in integrated cultivation with fishes in recirculating water. **Aquaculture**, São Paulo, n. 277, p.185-191, 15 fev. 2008.

HENRY-SILVA, Gustaro Gonzaga; CAMARGO, Antônio Fernando Monteiro. Impacto das Atividades de Aquicultura e Sistemas de Tratamento de Efluentes com Macrófita Aquáticas - Relato de Caso: **B. Inst. Pesca**, São Paulo, v. , n. , p.163-173, 2008.

IHSAN, Yudi Nurul. **Nutrient Fluxes in Multitrophic Aquaculture Systems**. 2012. 111 f. Dissertação (Mestrado) - Institut Für Tierzucht Und Tierhaltung de Agrar - Und Ernährungswissenschaftlichen Fakultät Der Christian-albrechts-universität Zu Kiel, Bandung, 2012.

KANG, Yun Hee; PARK, Sang Rul; CHUNG, Ik Kyo. Biofiltration efficiency and biochemical composition of three seaweed species cultivated in a fish-seaweed integrated culture. **Algae**, Korea, n. , p.97-108, 2011.

KUBITZA, Fernando. Qualidade da Água na Produção de Peixes: Parte III (Final). **Panorama da Aquicultura**, Laranjeiras, v. 8, n. 47, p.35-43, jun. 1998. Bimestral. Disponível em: <<http://www.projetopacu.com.br/public/paginas/206-panorama-da-aquicultura-qualidade-de-gua-parte-3.pdf>>. Acesso em: 03 maio 2013.

KUBITZA, Fernando. Sistemas de Recirculação: Sistemas fechados com tratamento e reuso da água. **Panorama da Aquicultura**, Jundiaí, n., p.15-22, jun. 2006. Bimestral.

LANG, Karen Luise. **INVESTIGAÇÃO QUÍMICA E BIOLÓGICA DA ALGA VERMELHA *Acanthophora spicifera* (Vahl) Borgesen**. 2006. 136 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Farmácia, Ufsc, Florianópolis, 2006.

MATA, Leonardo; SCHUENHOFF, Andreas; SANTOS, Rui. A direct comparison of the performance of the seaweed biofilters, *Asparagopsis armata* and *Ulva rigida*. **Springer Science+business Media**: J Appl Phycol, Portugal, n. , p.639-644, 17 fev. 2010.

MOTA, Natana Sá. **VALOR NUTRICIONAL DAS MACROALGAS MARINHAS: *Ulva fasciata*, *Gracilaria cornea* E *Sargassum Vulgare***. 2012. 122 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Faculdade de Farmácia, Ufba, Salvador, 2011.

MSUYA, Flower E.; KYEWALYANGA, Margareth S.; SALUM, Dotto. The performance of the seaweed *Ulva reticulata* as a biofilter in a low-tech, low cost, gravity generated water flow regime in Zanzibar, Tanzania. **Aquaculture**, [s.i], n. 254, p.284-292, 21 out. 2005.

NEORI, A.; COHEN, I; GORDIN, H. *Ulva lactuca* Biofilters for Marine Fishpond Effluents II.: Growth Rate, Yeald and C:N Ratio. **Botanica Marina**, New York, v. 34, n. , p.483-489, 1991.

NEORI, Amir et al. Seaweed biofilters as regulators of water quality in integrated fish-seaweed culture units. **Aquaculture**, [s.i], n. 141, p.183-199, 1996.

NEORI, Amir et al. A novel three-stage seaweed (*Ulva lactuta*) biofilter designe for integrated mariculture. **Journal Of Applied Phycology**, Netherlands, n. , p.543-553, 2003.

RAKOCY, James E.; MASSER, Michael P.; LOSORDO, Thomas M.. Recirculating Aquaculture Tank Production Systems: Aquaponics: Aquaponics- Integrating Fish and Plant Culture. **Srac Publication**, Virgin Islands, n. 454, p.1-16, nov. 2006.

RAVISHANKARA, A. R.; DANIEL, John S.; PORTMANN, Robert W.. Nitroux Oxide (N₂O): The Dominant Ozone-Depleting Substance Emitted in the 21st Century. **Science: AAAS**, Washington, v. 326, n. , p.123-125, 2 out. 2009.

TIMMONS, Michael B.; EBELING, James M.. **RECIRCULATING AQUACULTURE**. Ythaca - Ny: Northeastern Regional Aquaculture Center, 2007.

TOVAR, C. Zamora; BALLANTINE, D. L.. Multiple Antimicrobial Activities of th Marine Alga *Spyridia filamentosa* (Ceramiaceae, Rhodophyta). **Botanica Marina**, New York, v. 43, n. , p.233-238, 2000.

UNESCO. **The United Nations World Water Development Report 4: Managing Water under Uncertainty and Risk**. Paris: United Nations Educational, Scientific And Cultural Organization. França, 2012.

WANG, Hua et al. Seaweed biofilters as regulators of water quality in integrated fish-seaweed culture units. **Aquaculture Engineering**, [s.i], n. 36, p.217-224, 2007.

WANG, Xinxin et al. Discharg of nutrient wastes from salmon farms: environmental effects, and potencial for integrated multi-trophic aquaculture. **Aquaculture Environment Interactions**, Trondheim, v. 2, n., p.267-283, 23 ago. 2012. Disponível em: <<http://www.int-res.com/articles/aei2012/2/q002p267.pdf>>. Acesso em: 05 jun. 2013.